第48卷　第3期
2025年3月

干旱区地理
ARID　LAND　GEOGRAPHY

Vol. 48　No. 3
Mar. 2025

陇东黄土高原生态系统服务权衡效应及其驱动因素

黄学煜[1,2]，　修丽娜[1,2]，　陆志翔[3]

（1. 西北师范大学地理与环境科学学院，甘肃 兰州　730070；2. 甘肃省绿洲资源环境与可持续发展重点实验室，甘肃 兰州　730070；3. 中国科学院西北生态环境资源研究院，内陆河流域生态水文重点实验室/甘肃省祁连山生态环境研究中心，甘肃 兰州　730000）

摘　要： 量化生态系统服务时空变化，探究生态系统服务的权衡效应及其影响因素，有利于促进区域生态功能恢复。以陇东黄土高原为例，基于InVEST模型对产水量、粮食供给、土壤保持和固碳4种重要生态系统服务进行评估，采用Sen+Mann-Kendall方法识别该地区2001—2020年生态系统服务时空变化趋势，运用相关系数和均方根偏差量化生态系统服务权衡效应，并利用地理探测器探究其驱动因素。结果表明：(1) 近20 a陇东黄土高原产水量、粮食供给和土壤保持整体表现为不显著增加，固碳呈现显著增加态势。(2) 生态系统服务间权衡效应在不同地区各有差异，产水量与粮食供给权衡关系主要集中在陇东黄土高原东南部，粮食供给与土壤保持权衡关系分布在陇东黄土高原南部，且权衡度有下降趋势，粮食供给与固碳权衡度有明显的上升趋势。(3) 生态系统服务权衡效应受自然因素和人为因素共同作用，其中年降水量是关键的驱动因素。研究从生态系统服务权衡效应的角度为区域生态规划和改善生态系统服务质量提供了科学依据。

关 键 词： 趋势分析；权衡/协同；均方根偏差；地理探测器；陇东黄土高原

文章编号： 1000－6060(2025)03－0480－14(0480～0493)

生态系统服务是指在地球生态系统发展过程中，形成的人类生存或发展必需的环境条件[1-2]，人类可以直接或间接地从中获取各种产品和服务，受到人为因素和自然因素共同作用[3]。合理地利用和保护生态系统服务，对人类可持续发展具有重大的意义[4]。生态系统服务之间不是独立存在的，它们之间具有紧密而复杂的联系[5-6]，主要表现为权衡与协同关系[7-8]。权衡是指某种生态系统服务的收益是以减少另一种生态系统服务为代价的情况，协同是指2种或者多种生态系统服务同增或者同减的情况[9]。完整地了解生态系统服务之间的相互作用，探究生态系统服务间的权衡效应的作用机理及其影响因素，有利于区域自然资源管理和生态规划，对提高区域环境承载力和改善生态环境质量具有重要意义。

目前，对生态系统服务间权衡关系的定性识别与量化的研究已经逐渐成熟。例如，Liu等[10]利用相关性分析识别了半干旱河谷城市兰州在未来不同情景下生态系统服务之间的权衡与协同关系；Li等[11]利用非参数统计方法判断了关中盆地粮食产量、水源涵养和土壤保持的权衡和协同的变化；Pan等[12]利用相关系数分析了不同尺度下西北干旱内陆河流域4种生态系统服务间的权衡与协同作用，并使用热点分析确定其热点区域；Zhao等[13]基于PPF(Pareto optimal curve)分析了洞庭湖流域粮食产量与水净化之间可能的非线性关系，用生态系统服务对的平均值点与PPF之间的最短距离表示了权衡度。相关研究主要基于相关性分析、回归分析和主成分分析等方法来探索生态系统服务间的权衡作用，但大多都是把聚焦点放在研究区的整体来对静

收稿日期： 2024-03-06；　**修订日期：** 2024-06-17
基金项目： 甘肃省科技重大专项计划项目(21ZD4FA008)资助
作者简介： 黄学煜(1999-)，男，硕士研究生，主要从事生态系统服务评估研究. E-mail: lhxzlucky@163.com
通讯作者： 修丽娜(1988-)，女，博士，副教授，主要从事生态环境遥感与GIS应用研究. E-mail: xiulina@nwnu.edu.cn

态时间节点的权衡/协同关系进行分析，缺乏长时间序列动态研究。而生态系统服务权衡关系并不是简单的生态系统服务之间的相互作用，在很大程度上受到其驱动因子的影响，忽略驱动因子对生态系统服务权衡关系的作用，可能会导致对生态系统服务理解的不完整性。探究生态系统服务的权衡效应及其与自然因素和人为因素间的交互作用，对环境保护与生态管理效率的提高具有至关重要的作用。

陇东黄土高原是中国西部最重要生态安全屏障之一，区域内土质松软，水土流失严重，生态环境十分脆弱，是中国水土保持生态功能区极具代表性的地区[14]。境内矿产资源与石油资源十分丰富，也是中国西部重要的粮食供给地，但由于长年的资源开发与城镇快速发展，导致植被破坏，水土流失和土壤侵蚀加剧，优质耕地被资源开采所占用的问题日渐突出，粮食安全也受到严重威胁[15]。了解生态系统服务间的权衡效应及其驱动因素，是解决区域内可持续资源开发与生态保护间矛盾的关键。本研究定量计算了2001—2020年陇东黄土高原产水量、粮食供给、土壤保持和固碳4种生态系统服务功能，评估了区域内的权衡与协同关系，为更加客观定量地分析其权衡效应，引入权衡度量化陇东黄土高原生态系统服务之间的权衡关系，并基于地理探测器对其驱动因子进行了探测。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

陇东黄土高原(34°54′~37°10′N，106°20′~108°45′E)位于中国甘肃省最东部，行政区域包括平凉市和庆阳市的崆峒区、灵台县、崇信县、合水县和泾川县等15个县(区)(图1)，总面积为3.8×10⁴ km²。研究区地势南低、北高，山、川、塬相间，属半干旱、半湿润大陆性季风气候，年均气温2.5~10.9 ℃，降雨量南多北少，年均降雨量302.9~681.5 mm，多集中在7—9月，年均蒸散量较大[16]。境内资源能源富集，石油、煤炭、天然气资源共生，且农作物生产丰富，是中国西部的粮食主产地，素有“能源新都”与“陇上粮仓”的美称。

1.2 数据来源

本研究所用的数字高程模型(DEM)数据来源

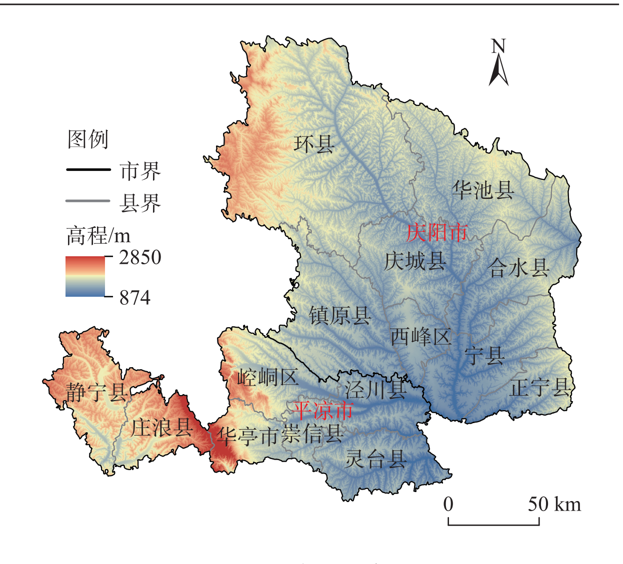


图1 研究区示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the study area

于中国科学院地理空间数据云(http://www.gscloud.com)，空间分辨率为30 m，高程、坡度、坡长都是由该数据提取所得；2001—2020年土地利用数据采用武汉大学杨杰和黄昕教授发布在GEE平台的数据集(https://doi.org/10.5281/zenodo.5816591)，空间分辨率为30 m[17]；气象数据(包括年降水量和年均气温)通过中国气象数据网(https://data.cma.cn/data)收集陇东黄土高原气象站台数据，利用ANUSPLIN软件插值得到，空间分辨率为1000 m；土壤数据来源于世界土壤数据库(HWSDver1.2)中国土壤数据集(https://www.fao.org)，数据来自1:1000000数据集；2001—2020年粮食产量数据来源于甘肃省统计年鉴(https://tjj.gansu.gov.cn)；蒸散发数据来源于国家地球系统科学数据中心(https://www.geodata.cn)，分辨率为1000 m；中国国内生产总值(GDP)空间分布公里网格数据集和人口(POP)空间分布公里网格数据集来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(https://www.resdc.cn)，该数据是在全国分县统计数据的基础上，考虑到人类活动密切相关的数据与GDP与POP的空间互动规律，通过空间插值生成的空间格网数据，空间分辨率为1000 m[18]；归一化植被指数(NDVI)数据来源于国家生态科学数据中心(http://www.nesdc.org.cn)，该数据集基于Google Earth Engine云计算平台处理得到，空间分辨率为30 m。为了后续数据的计算与提取方便，上述数据分辨率统一为100 m，投影坐标为WGS_1984_Albers。

1.3 研究方法

1.3.1 产水量 InVEST产水量模块(WY)是评估产水量的常用模型。产水量等于降水量与蒸散量的差值[19]。计算公式如下:

$$Y(x)=\left[1-\frac{\mathrm{AET}(x)}{P(x)}\right]\times P(x) \tag{1}$$

式中:$Y(x)$ 为栅格单元 x 的年产水量(mm);$P(x)$ 为栅格单元 x 的年降水量(mm);AET(x)为栅格单元 x 的年实际蒸散量(mm)。

1.3.2 粮食供给 粮食供给(GP)以粮食生产能力来度量,根据县域耕地栅格的NDVI来分配进行空间化,确定各栅格的粮食供给能力[20]。计算公式如下:

$$G(x)=\frac{\mathrm{NDVI}_x}{\mathrm{NDVI}_{\mathrm{sum}}}\times G_{\mathrm{sum}} \tag{2}$$

式中:$G(x)$ 为栅格 x 的粮食供给总量(t);G_{sum} 为区域粮食总量(t);NDVI_x 为耕地栅格 x 的NDVI;$\mathrm{NDVI}_{\mathrm{sum}}$ 为县域耕地的NDVI总和。

1.3.3 土壤保持 土壤保持量(SC)采用土壤流失方程(RUSLE)来估算,计算公式如下:

$$\mathrm{SC}=R\times K\times \mathrm{LS}\times(1-C\times P) \tag{3}$$

式中:SC为土壤保持量($\mathrm{t\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}}$);$R$ 为降雨侵蚀力因子($\mathrm{MJ\cdot mm\cdot hm^{-2}\cdot h^{-1}\cdot a^{-1}}$);$K$ 为土壤可蚀性因子($\mathrm{t\cdot hm^{2}\cdot h\cdot hm^{-2}\cdot MJ^{-1}\cdot mm^{-1}}$)[21];LS为坡度坡长因子[22];$C$ 和 P 分别为植被覆盖因子与水土保持措施因子[23]。

1.3.4 固碳 固碳由净初级生产力(NPP)来确定,本研究使用CASA模型计算NPP[24]。计算公式如下:

$$\mathrm{NPP}(x,t)=\mathrm{APAR}(x,t)\times\varepsilon(x,t) \tag{4}$$

式中:$\mathrm{NPP}(x,t)$ 为 t 时段的植被净初级生产力($\mathrm{g\ C\cdot m^{-2}\cdot a^{-1}}$);$\mathrm{APAR}(x,t)$ 为 t 时段吸收的光合有效辐射($\mathrm{MJ\cdot m^{-2}}$);$\varepsilon(x,t)$ 为 t 时段植被实际光利用率($\mathrm{g\cdot MJ^{-1}}$)。

1.3.5 Sen+Mann-Kendall趋势分析 Sen趋势分析可以有效判断长时间序列数据的趋势变化。计算公式如下:

$$\beta=\mathrm{Median}\left(\frac{x_j-x_i}{j-i}\right) \tag{5}$$

式中:β 为生态系统服务的变化趋势;x_j、x_i 分别为第 j、i 年的生态系统服务值。$\forall j>i$,当 $\beta>0$ 时,表示该服务为上升趋势,当 $\beta<0$ 时,表示该服务为下降趋势。

Mann-Kendall方法用来对Sen趋势分析结果进行显著性检验。检验过程如下:对序列 $X_t=(x_1, x_2, \cdots, x_n)$,先确定所有对偶值($x_i, x_j, j>i$)中 x_i 与 x_j 的大小关系(设为 T),再对其进行显著性检验。检验统计量公式如下:

$$T=\sum_{i=1}^{n-1}\sum_{j=i+1}^{n}\mathrm{sgn}(x_j-x_i) \tag{6}$$

$$\mathrm{sgn}(x_j-x_i)=\begin{cases}+1, & x_j-x_i>0\\ 0, & x_j-x_i=0\\ -1, & x_j-x_i<0\end{cases} \tag{7}$$

根据时间序列长度 n 值的不同,显著性检验统计量的选取也有所不同。本研究所使用的样本个数 $n>10$,统计量 T 近似服从标准正态分布,故显著性检验使用检验统计量 Z。Z 值计算公式如下:

$$Z=\begin{cases}\dfrac{T-1}{\sqrt{\mathrm{Var}(T)}}, & T>0\\ 0, & T=0\\ \dfrac{T+1}{\sqrt{\mathrm{Var}(T)}}, & T<0\end{cases} \tag{8}$$

$$\mathrm{Var}(T)=\frac{n(n-1)(2n+5)-\sum_{i=1}^{n}t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \tag{9}$$

式中:n 为时间序列的数据个数;$\mathrm{Var}(T)$ 为 T 的方差;t_i 为结的宽度(第 i 组重复数据组中的重复数据个数)。检验时取显著水平 $\alpha=0.05$,$Z_{1-\alpha/2}=Z_{0.975}=1.96$,显著性检验如表1所示。

表1 显著性检验及分级

Tab. 1 Significance test and grading

变化趋势	检验	分级标准
$\beta>0$	$Z>1.96$	显著增加
$\beta>0$	$\lvert Z\rvert<1.96$	不显著增加
$\beta=0$	$\lvert Z\rvert<1.96$	基本不变
$\beta<0$	$\lvert Z\rvert<1.96$	不显著减少
$\beta<0$	$Z<1.96$	显著减少

注:β 为生态系统服务的变化趋势;Z 为显著性检验统计量。

1.3.6 生态系统服务权衡关系及其量化 权衡与协同关系的变化通常用相关系数来表示,相关系数为正值且通过显著性检验时,两者为协同关系(强协同:$r>0$, $0<P<0.05$;中协同:$r>0$, $0.05<P<0.10$;弱协同:$r>0$, $P>0.10$),反之则为权衡关系(强权衡:$r<0$, $0<P<0.05$;中权衡:$r<0$, $0.05<P<0.10$;弱权衡:$r<0$, $P>0.10$),取值范围为−1到1[25-26],计算公式如下:

$$r=\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(\mathrm{ES}_{1nab}-\overline{\mathrm{ES}_{1ab}}\right)\left(\mathrm{ES}_{2nab}-\overline{\mathrm{ES}_{2ab}}\right)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(\mathrm{ES}_{1nab}-\overline{\mathrm{ES}_{1ab}}\right)^2\sum_{i=1}^{n}\left(\mathrm{ES}_{2nab}-\overline{\mathrm{ES}_{2ab}}\right)^2}} \tag{10}$$

式中：r 为生态系统服务间的相关系数；n 为时间序列的数据个数；a 、b 分别为栅格数据的行、列号；ES_{1nab} 与 ES_{2nab} 分别第 n 年第1种生态系统服务和第2种生态系统服务的值；$\overline{ES_{1ab}}$ 与 $\overline{ES_{2ab}}$ 分别为第1种生态系统服务和第2种生态系统服务的时间序列平均值。

相关性分析虽然可以衡量生态系统服务间的权衡/协同关系，但不能量化2个或者更多生态系统服务间的权衡度[27]。均方根偏差（RMSD）可用于量化2个或多个生态系统服务间的权衡度[28]，它将权衡关系的含义从负相关关系扩展到生态系统服务间同向变化的不均匀率[29]，RMSD越大代表权衡度越高[30-31]。RMSD的物理意义表示各服务对所形成的坐标点距离1:1直线的距离，距离越远表示权衡度越强，且在该点在直线的上方或者下方表示为该服务的相对收益大小[32]，计算RMSD之前需要进行数据标准化。计算公式如下：

$$ES_{std} = \frac{ES_i - ES_{min}}{ES_{max} - ES_{min}} \tag{11}$$

$$RMSD = \sqrt{\frac{1}{(n-1)}\sum_{i=1}^{n}(ES_{std} - \overline{ES_{std}})^2} \tag{12}$$

式中：ES_{std} 为生态系统服务的归一化值；ES_i 为第 i 个生态系统服务的实际量；ES_{max} 和 ES_{min} 分别为某个生态系统服务的最大值和最小值；n 为生态系统服务的个数；$\overline{ES_{std}}$ 为区域 n 种生态系统服务的平均值。

1.3.7 地理探测器 地理探测器能够检测自变量对因变量的解释程度，已被广泛用于分析自然和社会因素的影响机制[33]。本研究基于R语言以生态系统服务间权衡度为因变量，选取自然因素和人为因素共8个因子为自变量，选用地理探测器中的因子探测和交互探测分析各驱动因子及因子组合对生态系统服务间权衡度空间异质性的解释程度。

单因子探测器可以描述驱动因子对因变量的相对重要性，通过构建 q 统计量来衡量自变量对因变量的解释力。q 的计算公式如下：

$$q = 1 - \frac{1}{N\sigma^2}\sum_{i=1}^{n} N_i \sigma_i^2 \tag{13}$$

式中：q 为驱动因子的解释程度；i 为自变量或应变量的分层；N_i 为 i 层的单元数量；N 为全域的单元数量；σ_i^2 为 i 层内因变量的方差；σ^2 为全域内因变量的方差。q 值越大，表示因子对生态系统服务功能解释力越强。

交互作用探测器用于定量识别2个因素之间的相互作用，判断2个因素是否独立起作用，或者当它们共同作用时对因变量的作用是增强还是减弱。当2个因素交互所计算出来的 q 值越高，表示这2个因素对因变量的解释力越强，反之，越低。

2 结果与分析

2.1 生态系统服务时空变化

从空间分布来看（图2），2001—2020年，陇东黄土高原产水量与固碳均呈现西北低、东南高的格局，都由东南向西北逐渐减少；粮食供给服务在各个县区都有分布，陇东黄土高原北部的环县、华池县以及西南部的庄浪县涨幅最为明显，为陇东黄土高原主要粮食产地；土壤保持高值区主要集中在陇东黄土高原东部的合水县、宁县、正宁县和南部的灵台县，且逐步递增，低值区主要集中在环县西北少部以及西峰区和华池县中部。

近20 a来，陇东黄土高原产水量、粮食供给、土壤保持和固碳4种服务整体均呈现上升趋势，增长率分别为29.3%、53.6%、45.3%和36.4%，平均增长速率分别为5.7842 mm·a^{-1}、0.0116 t·hm^{-2}·a^{-1}、9.6680 t·hm^{-2}·a^{-1}和6.0940 g C·m^{-2}·a^{-1}。产水量整体上表现为不显著增加，不显著退化区在陇东黄土高原北部的环县、华池县和庆城县零星分布，整体上为上升趋势；粮食供给服务整体上表现为显著增加趋势，西南部的庄浪县、静宁县以及陇东黄土高原中北部大部分都为显著增加区，西峰区与正宁县表现为不显著退化；土壤保持服务在陇东黄土高原东部以及庄浪县与华亭市交界地表现为不显著退化，其余大部土壤保持服务表现为不显著增加趋势；固碳表现为显著增强态势，但西峰区中部小部分区域表现为显著退化（图3）。

2.2 生态系统服务权衡/协同分析

2.2.1 生态系统服务权衡/协同空间特征 2001—2020年，陇东黄土高原4种生态系统服务之间均以协同关系为主（图4）。其中，粮食供给与产水量、土壤保持和固碳间协同权衡关系交替主导，协同关系占比分别为64.7%、57.1%和69.1%，产水量与土壤保持和固碳、土壤保持与固碳间协同关系占主导地

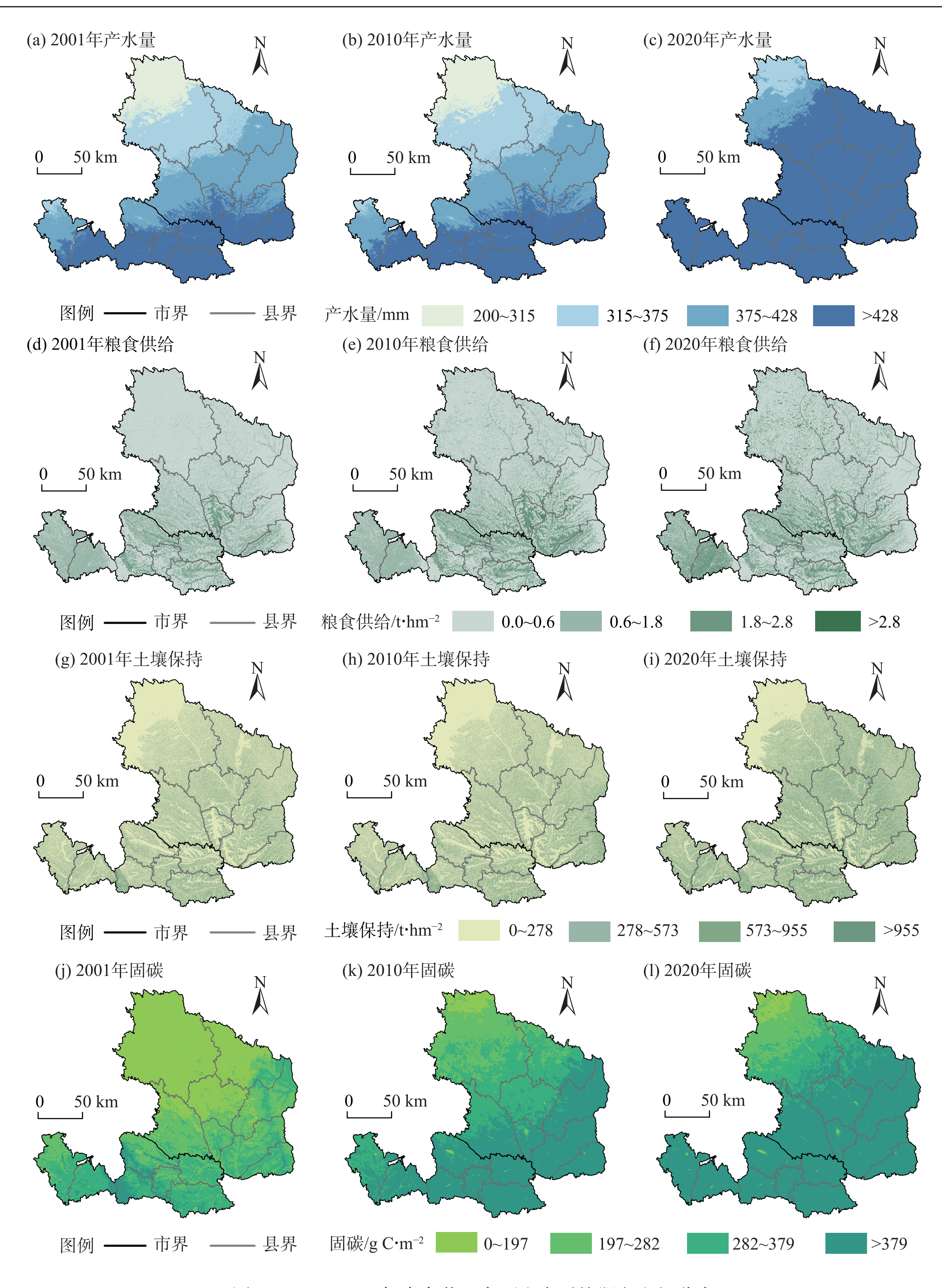


图2 2001—2020年陇东黄土高原生态系统服务空间分布

Fig. 2 Spatial distributions of ecosystem services in the Longdong Loess Plateau from 2001 to 2020

位，协同关系占比分布为99.9%、99.4%和92.0%。粮食供给与产水量和固碳2对生态系统服务，权衡关系出现了明显的空间分异性和集聚关系。粮食供给与产水量之间，权衡关系主要集中在泾川县和正宁县，灵台县与华亭市也有少量分布，协同关系以弱协同为主；粮食供给与固碳之间，权衡关系主要集中在西峰区与泾川县以及正宁县西南部，协同关系以强协同为主；产水量与土壤保持之间，协同关系以强协同为主；产水量与固碳之间，权衡关系零星分布在环县北部和华亭市，协同关系以弱协同

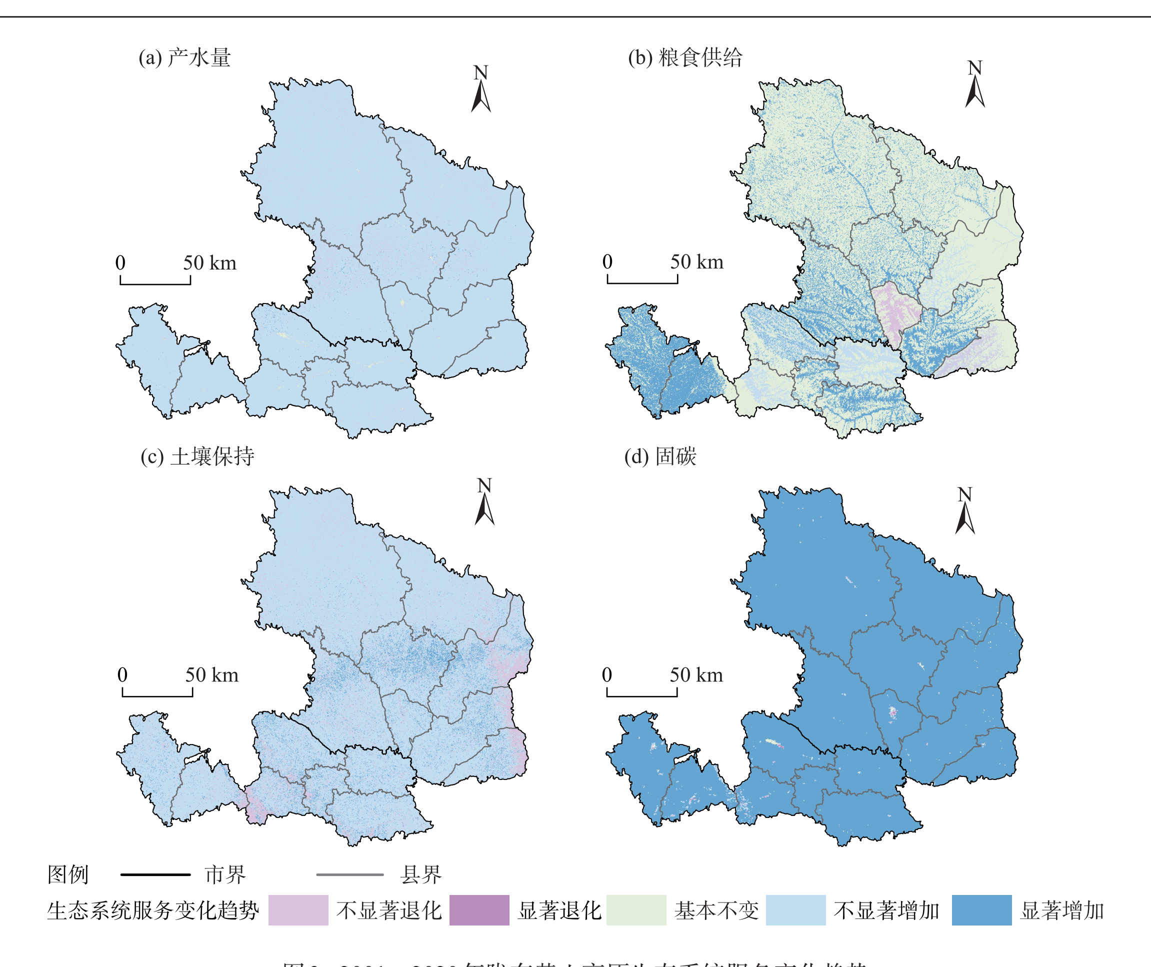


图3　2001—2020年陇东黄土高原生态系统服务变化趋势

Fig. 3　Change trends of ecosystem service in the Longdong Loess Plateau from 2001 to 2020

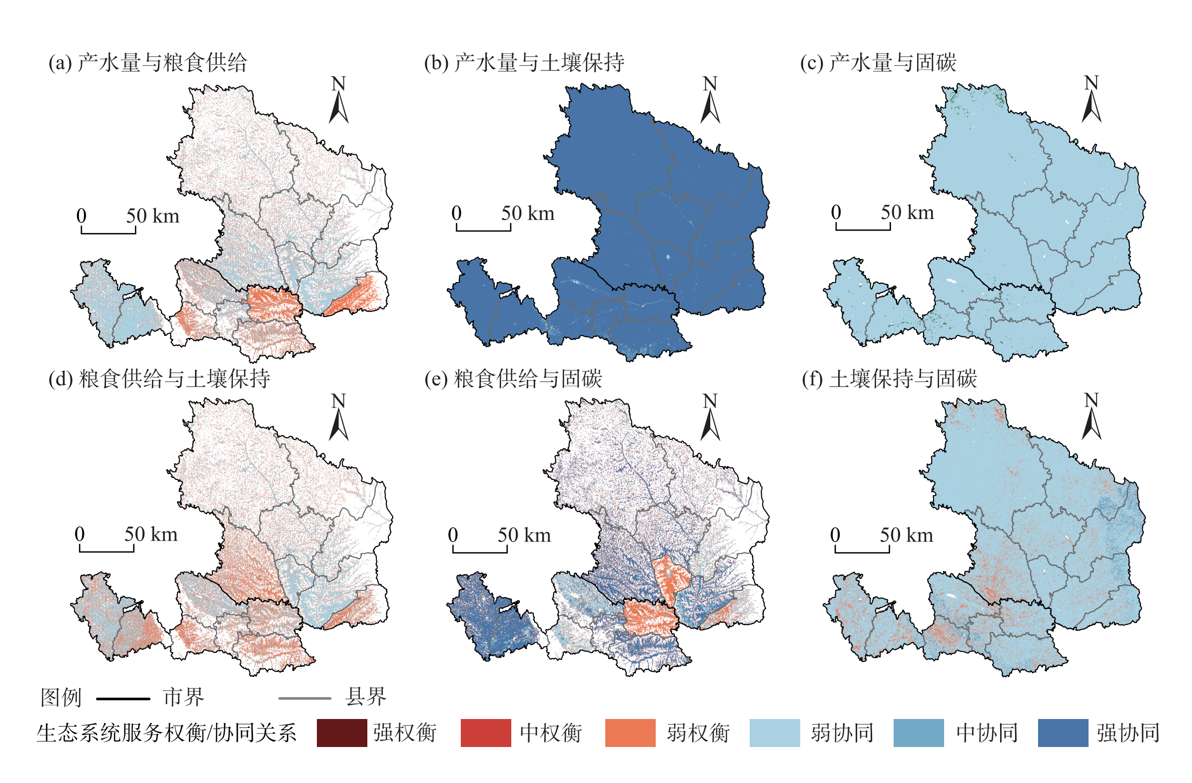


图4　2001—2020年陇东黄土高原生态系统服务权衡/协同空间分布

Fig. 4　Spatial distributions of ecosystem service trade-offs/synergies in the Longdong Loess Plateau from 2001 to 2020

为主；粮食供给与土壤保持之间，权衡关系主要分布在镇原县、灵台县以及正宁县，协同关系以弱协同为主；土壤保持与固碳之间，权衡关系主要集中在镇原县与华亭市，其余地区零散分布，强协同少量分布在陇东黄土高原东南部。

产水量与粮食供给的权衡关系在泾川县和正宁县占比最多，分别为84.7%和99.2%；产水量与土壤保持间强协同占据绝对主导地位，占比为99.0%；产水量与固碳权衡关系少量分布在庄浪县和华亭市，仅占县域的2.3%和3.4%；粮食产量与土壤保持在正宁县、镇原县和灵台县的权衡关系占比均超过60.0%，分别为63.7%、62.8%和64.3%，说明这3个县区权衡关系为主导，主要协同关系在西峰区和宁县，协同关系占比分别为79.3%和80.5%；粮食产量与固碳在庄浪县、镇原县、灵台县和静宁县以强协同为主，占比均超过70.0%，其中西峰区和泾川县权衡关系占比分别达到88.6%和82.6%；土壤保持与固碳权衡关系少量分布在镇原县与华亭市占比分别为15.1%和20.9%，其他县区以协同关系为主（图5）。

2.2.2 生态系统服务权衡度变化趋势 近20 a，产水量与固碳间的权衡度呈下降趋势，土壤保持与产水量和粮食供给间的权衡度基本保持不变，其他服务间的权衡度均呈现上升趋势（图6）。2001—2020年，产水量与粮食供给间权衡度以0.0026的速率缓慢上升，均值为0.38；土壤保持与产水量和粮食供给间的权衡度基本保持不变，且土壤保持与粮食供给间权衡度整体偏低，均值分别为0.33和0.08；产水量与固碳的权衡度均值为0.21，且以0.0027的速率递减；固碳与粮食供给和土壤保持间的权衡度呈明显上升趋势，增加速率分别为0.0051和0.0026，权衡度均值分别为0.18和0.13。

根据散点图可以看出，这4个生态系统服务间的离散点分布都为正向，且两侧都有分布，说明虽然生态系统服务之间都为协同关系，但存在相对收益的一方，所以仍然具有权衡效应。产水量与粮食供给和土壤保持的离散点均集中在产水量一侧，说明产水量在这3种服务的权衡关系间起主导作用，产水量与粮食供给和土壤保持在空间上的分布较

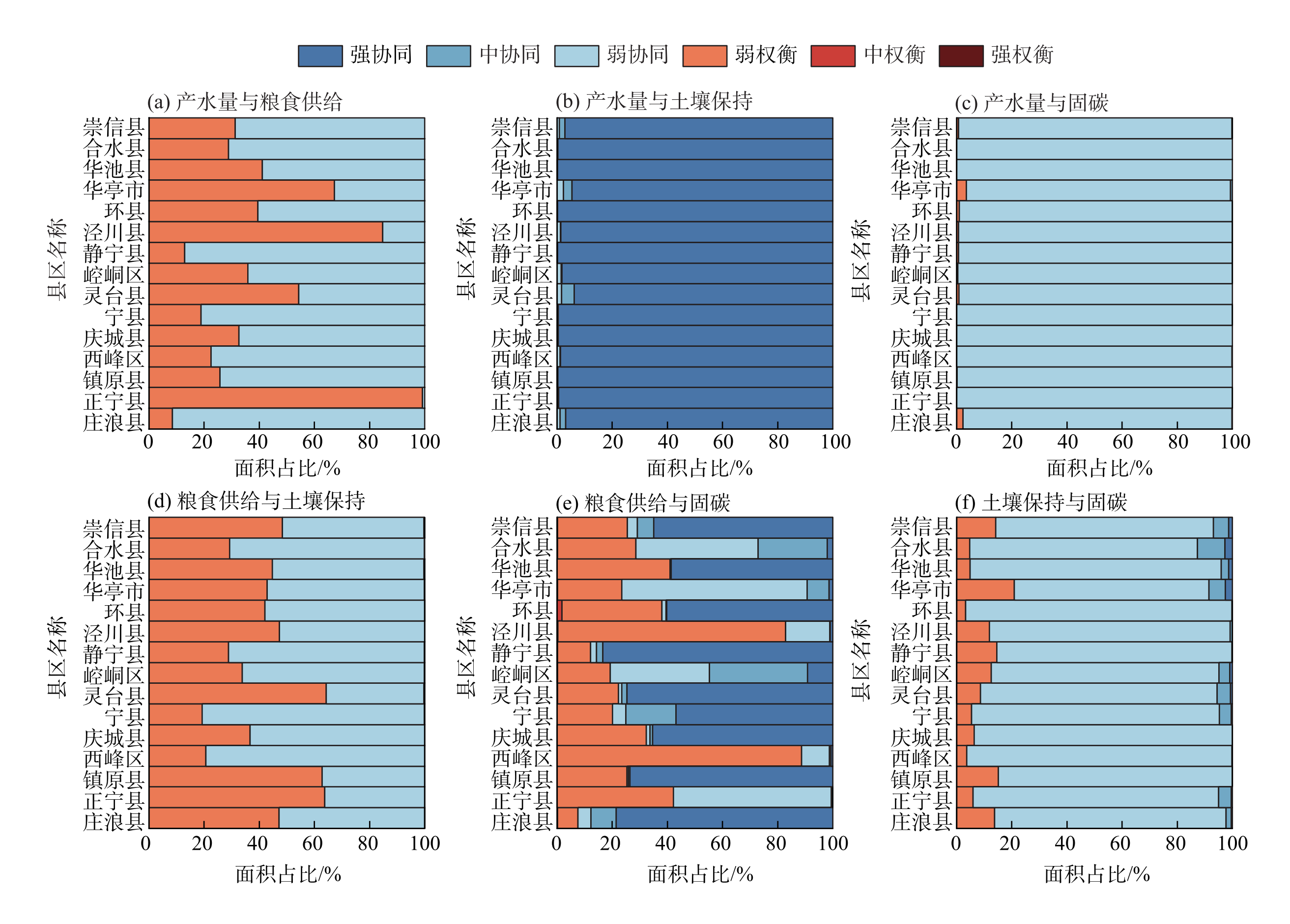


图5 2001—2020年陇东黄土高原县域权衡/协同面积占比

Fig. 5 Area proportion of trade-offs and synergies in the Longdong Loess Plateau counties from 2001 to 2020

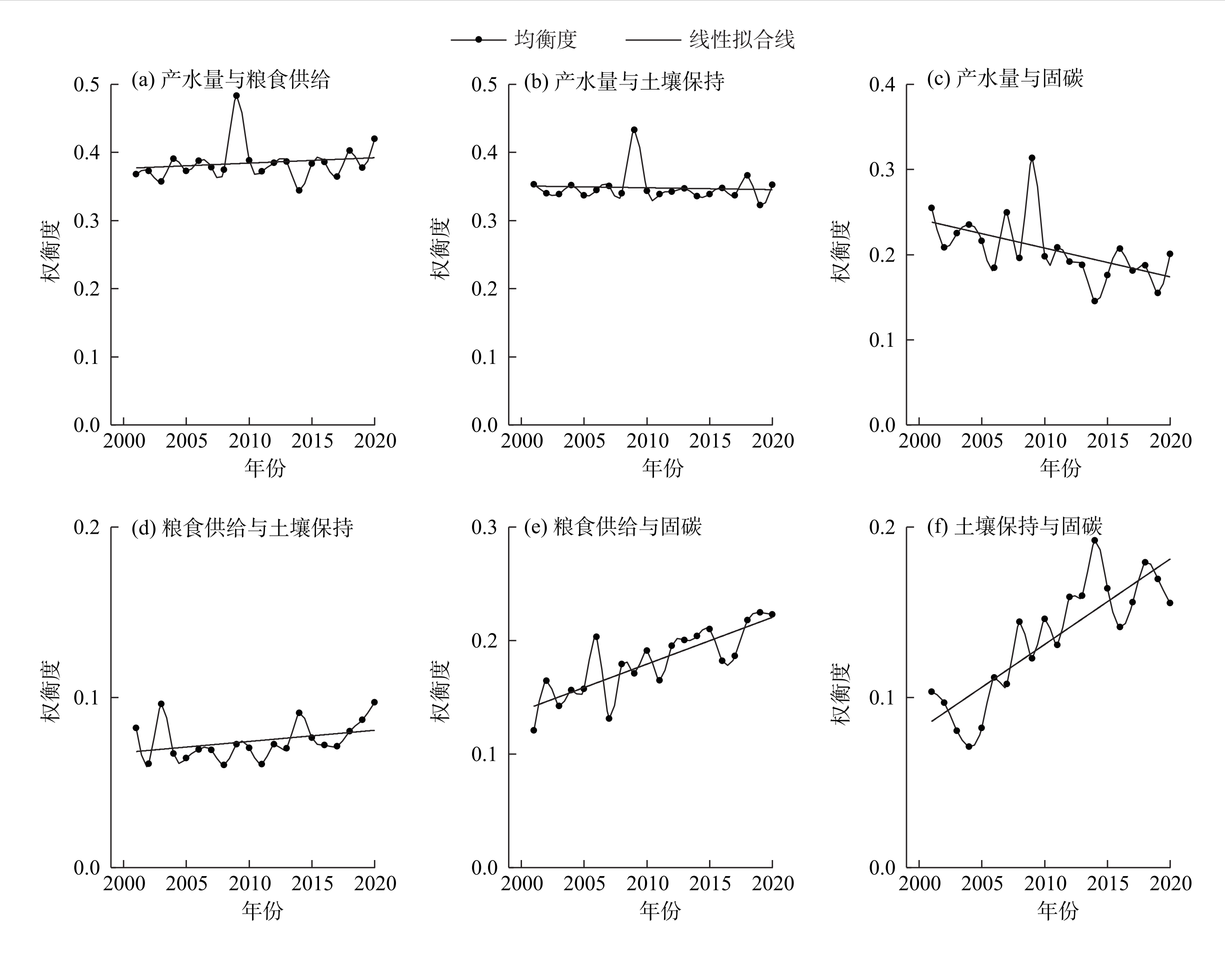


图6　2001—2020年陇东黄土高原权衡度变化趋势

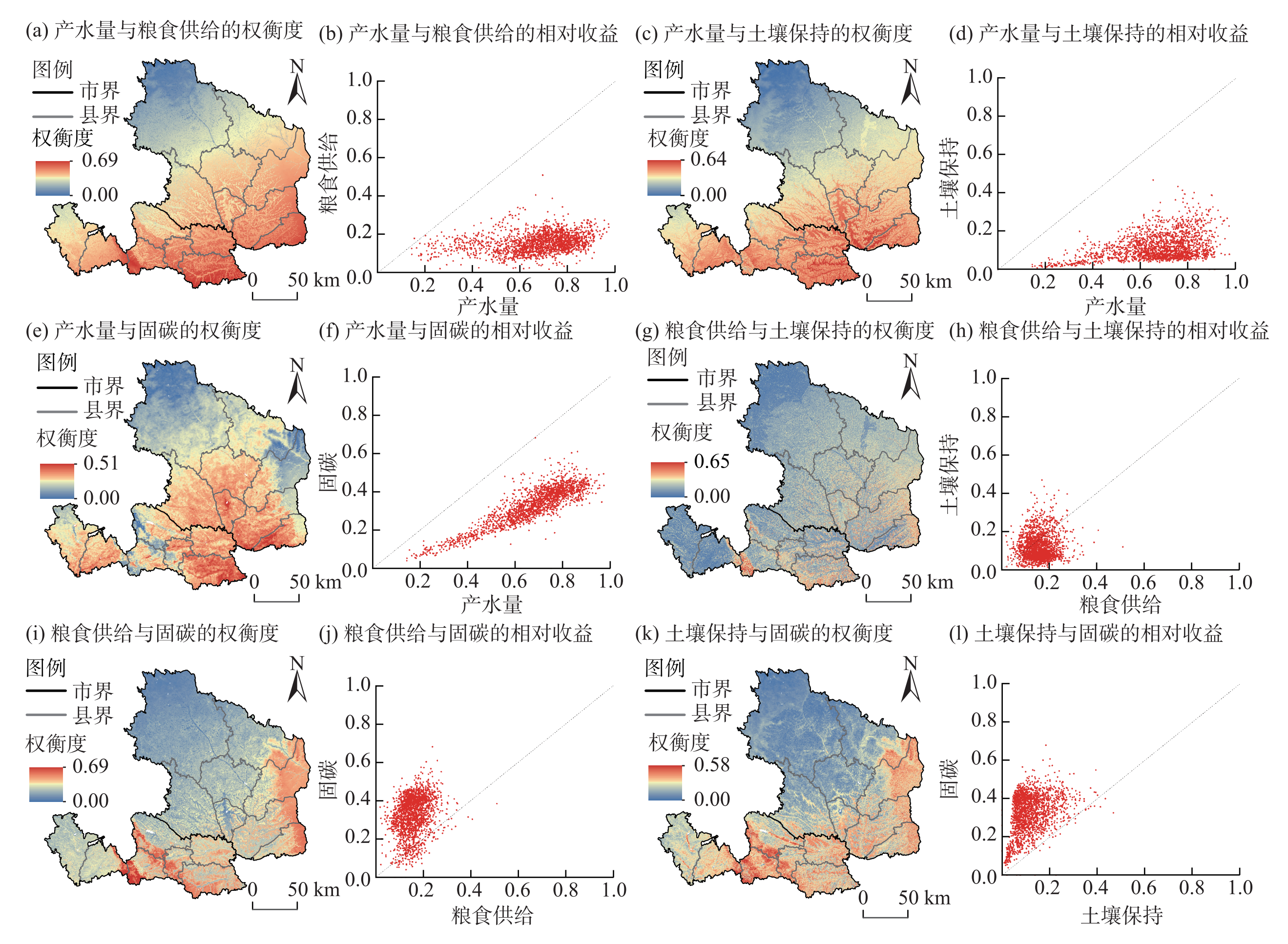
Fig. 6　Change trends of trade-off intensity in the Longdong Loess Plateau from 2001 to 2020

为一致，都是从西北向东南方向递增；产水量与固碳的离散点也集中在产水量一侧，其高值区主要分布在陇东黄土高原南部的灵台县、正宁县和宁县西南大部，低值区分布在环县北部、合水县东部及崆峒区西南部；粮食供给与土壤保持间离散点较多分布在粮食供给一侧，说明粮食供给为相对收益方，陇东黄土高原南部的静宁县、庄浪县以及环县北部为权衡度低值区；粮食供给与固碳的离散点主要分布在固碳一侧，说明固碳的相对收益更多，权衡度高值区主要分布在陇东黄土高原东部和华亭市南部区域，低值区主要分布在陇东黄土高原北部；土壤保持与固碳离散点集中在固碳一侧，权衡度受固碳的影响更大，从空间上来看，权衡度高值区集中在华亭市、庄浪县与华亭市交界处以及崆峒区西南部，低值区集中在陇东黄土高原北部的环县、华池县西部以及陇东黄土高原中部的庆城县、镇原县北部(图7)。

2.3　生态系统服务权衡关系的驱动因素

2.3.1　权衡度的单因子探测　生态系统服务权衡度受到不同程度的自然因素以及人为因素而不断变化。基于地理探测器选取自然因子DEM、土地利用、NDVI、年降水量、坡度、年均气温和土壤类型、GDP和人口密度作为自变量，生态系统服务间的权衡度作为因变量，对2001—2020年陇东黄土高原权衡度的驱动因素进行探测。由表2可知，产水量与粮食供给和土壤保持权衡度的主导因素是年降水量，GDP、人口密度次之，GDP对产水量与粮食供给的解释力下降，q值由0.643下降至0.407；产水量与固碳的主导因素是年降水量和GDP，DEM、年均气温和人口密度次之，GDP对其解释力呈显著下降趋势，q值由0.518下降至0.298；所选影响因子对粮食供给与土壤保持权衡度解释力普遍较低；固碳与粮食供给和土壤保持的权衡度主导因素是NDVI和年降水量，土地利用和GDP次之，土地利用和人口密度对权衡度的解释力呈增长态势，NDVI、年降水量和GDP对其权衡度的解释力呈下降态势。

2.3.2　权衡度的交互探测　由图8可知，年降水量和其他因子的交互作用是产水量与粮食供给和土壤



注：散点图表示生态系统服务的相对收益值，散点距离坐标原点越远表示收益值越高，距离对角线越远表示权衡度越强。

图7　2001—2020年陇东黄土高原生态系统服务权衡度空间分布

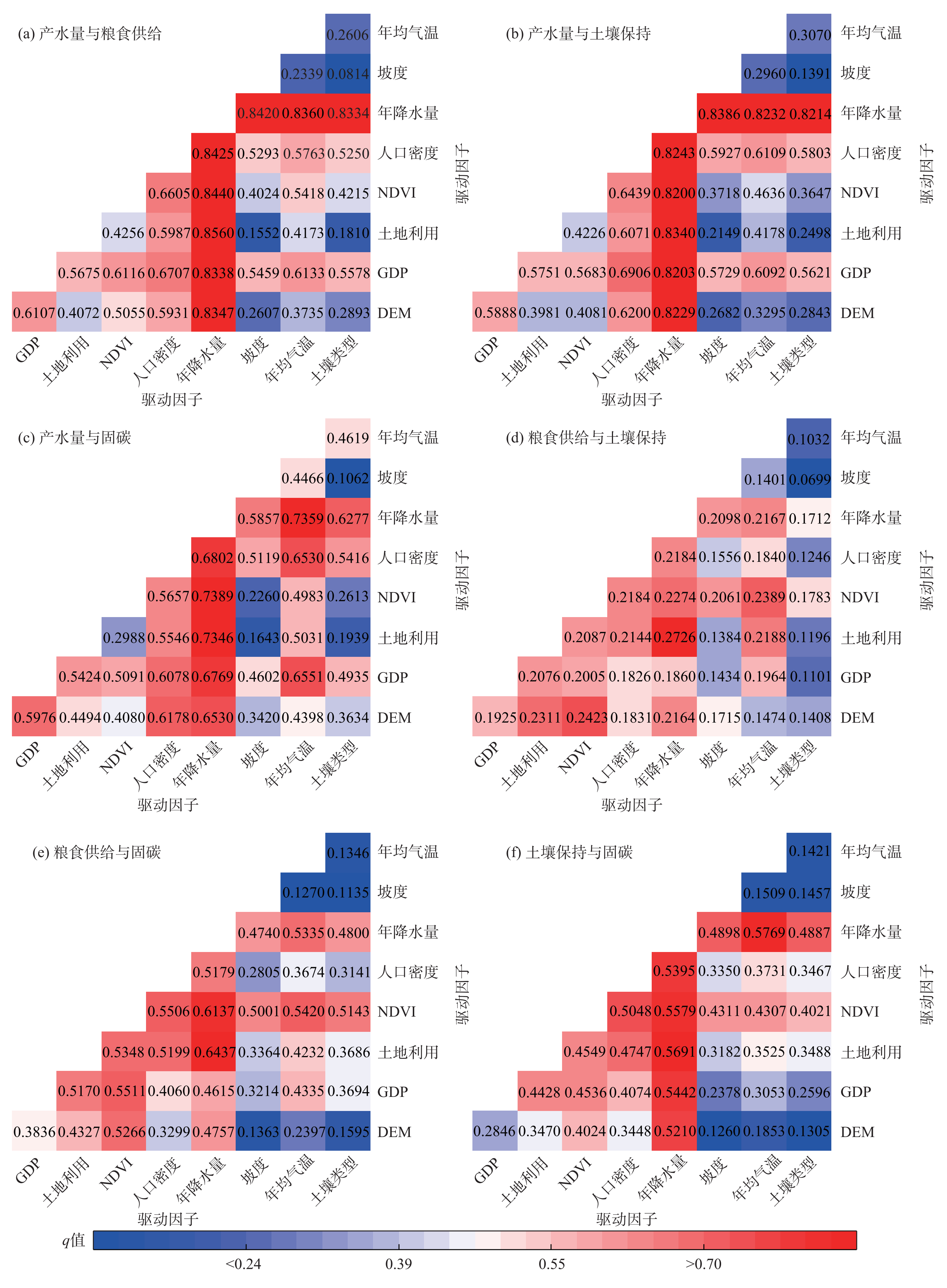
Fig. 7　Spatial distributions of ecosystem service trade-off intensity in the Longdong Loess Plateau from 2001 to 2020

表2　单因子探测结果

Tab. 2　Single-factor detection results

生态系统服务	年份	自然因素							人为因素	
		DEM	土地利用	NDVI	年降水量	坡度	年均气温	土壤类型	GDP	人口密度
产水量与粮食供给	2001	0.241	0.122	0.312	0.829	0.016	0.212	0.067	0.643	0.534
	2010	0.242	0.128	0.393	0.829	0.016	0.207	0.067	0.533	0.508
	2020	0.241	0.175	0.381	0.819	0.016	0.214	0.067	0.407	0.561
产水量与壤保持	2001	0.207	0.177	0.329	0.815	0.062	0.241	0.098	0.653	0.560
	2010	0.205	0.180	0.304	0.815	0.062	0.236	0.098	0.526	0.560
	2020	0.206	0.217	0.279	0.759	0.063	0.239	0.098	0.415	0.611
产水量与固碳	2001	0.309	0.144	0.177	0.569	0.036	0.420	0.089	0.518	0.495
	2010	0.309	0.139	0.195	0.569	0.036	0.426	0.089	0.432	0.490
	2020	0.309	0.131	0.200	0.549	0.036	0.416	0.089	0.298	0.536
粮食供给与土壤保持	2001	0.121	0.091	0.108	0.156	0.050	0.091	0.018	0.114	0.108
	2010	0.122	0.103	0.169	0.156	0.049	0.089	0.018	0.093	0.102
	2020	0.121	0.109	0.130	0.182	0.050	0.089	0.018	0.087	0.093
粮食供给与固碳	2001	0.101	0.310	0.449	0.423	0.026	0.088	0.088	0.336	0.270
	2010	0.101	0.321	0.481	0.424	0.026	0.092	0.088	0.295	0.241
	2020	0.101	0.357	0.457	0.436	0.026	0.104	0.088	0.245	0.268
土壤保持与固碳	2001	0.060	0.286	0.454	0.462	0.054	0.074	0.096	0.356	0.304
	2010	0.059	0.283	0.352	0.462	0.054	0.077	0.096	0.185	0.300
	2020	0.059	0.324	0.352	0.424	0.054	0.088	0.096	0.273	0.352

注：DEM为高程；NDVI为归一化植被指数；GDP为国内生产总值。



注：DEM为高程；NDVI为归一化植被指数；GDP为国内生产总值；q值为驱动因子的解释程度。

图8　交互探测结果

Fig. 8　Interaction detection results

保持权衡度的主要影响因素;人口密度和年降水量与其他因子之间的交互作用是产水量与固碳权衡度的主要影响因素;粮食供给与土壤保持权衡度在各因子间的交互作用普遍较弱;年降水量与人口密度与其他因子的交互作用是粮食供给与固碳权衡度的主要影响因素;年降水量、人口密度和NDVI与其他因子之间的交互作用是土壤保持与固碳权衡度的主要影响因素。

3 讨论

了解生态系统服务的时空变化以及各服务之间的关系是区域生态环境管理的必要手段。本研究运用InVEST模型、相关系数以及均方根偏差等方法识别了2001—2020年陇东黄土高原的生态系统服务变化趋势及各服务间的权衡与协同关系。研究表明,产水量、粮食供给、土壤保持和固碳4种生态系统服务间整体上都呈现协同效应,而空间上局部地区表现为权衡关系[34]。产水量和粮食供给之间整体表现为协同,但是部分地区又表现出显著的空间异质性。泾川县、正宁县和华亭市由于退耕还林还草、植树造林[35]等政策的实施,区域内林地产水量增加,而粮食供给减少,从而使得该地区表现出权衡关系。近20 a产水量与土壤保持都具有增长趋势,且在空间上的变化较为相似,所以整个区域内产水量与土壤保持呈现强协同关系。产水量与固碳整体表现为弱协同关系,但是由于环县北部地处毛乌素沙漠边缘,属于黄土高原沟壑区向沙漠的过渡地带,常年处于干旱状态,植被覆盖率低,使得固碳处于下降趋势,故环县北部产水量与固碳为权衡关系。粮食供给与土壤保持的权衡协同呈现为此消彼长的竞争关系,粮食供给在区域内表现为增长趋势,而镇原县、正宁县、庄浪县东部由于长期耕作,土壤质地特殊,且城镇扩张和石油矿产资源的开发等人为因素导致该地区土壤保持能力下降,故表现为权衡关系,而西峰区地处陇东黄土高原“董志塬”腹地,地势平坦,是天然的绿色农业生产基地,且由于该地对植树造林,退耕还林政策的积极响应,使得该地区土壤保持呈增长趋势,故表现为协同关系[36]。粮食供给与固碳整体表现为协同关系,而西峰区和泾川县由于粮食供给降低,呈现权衡关系,且这种权衡关系有增加的趋势。土壤保持与固碳整体表现为协同关系,陇东黄土高原东部由于子午岭贯穿南北,植被覆盖度较高,土壤保持与固碳共同增长,故表现为强协同关系[37–38]。

基于地理探测器对陇东黄土高原生态系统服务权衡度驱动机制进行测度,探究生态系统权衡度在区域内的主导因素。研究发现,自然因素对权衡度的影响是大于人为因素的,且权衡度不是受单一的驱动因子的影响,而是多种驱动因子共同作用的结果[39]。降水是影响陇东黄土高原生态系统服务权衡度的关键因素。陇东黄土高原由于南北气候差异巨大,北部属于温带大陆性气候,常年干旱少雨,而南部属于温带亚湿润区,这也导致了该地区对降雨具有敏感性[40]。GDP和人口密度对该地区的权衡度解释力维持在较高水平,权衡度高值区与人口密度和GDP分布相似,这是由于该地区石油矿产资源丰富,而西峰油田作为中国石油地质勘探的四大发现之一,对GDP的提高和人口的流动有重要影响。土地利用和NDVI是粮食供给与土壤保持和固碳权衡度的主要驱动因素,粮食供给的高低很大程度上取决于耕地的可利用度,生态环境与土壤保持较好的西峰区、宁县和正宁县等地区粮食供给较高,而生态环境脆弱,土壤保持偏低的环县、华池县和庆城县等地区粮食供给偏低。

分析4种生态系统服务功能的权衡关系及其驱动因素,有助于陇东黄土高原生态系统服务的协调发展,为未来生态建设战略提供了数据参考。结合研究结果,本研究建议:陇东黄土高原应进一步响应“固沟保塬”政策,在保育天然植被的同时对城市基础设施进行升级改造,防止水土流失的同时增强水生态的循环利用。陇东黄土高原作为“陇上粮仓”和“能源新都”,应更加注重优质耕地的保护,坡耕地退耕还林还草,同时加强资源开发区的生态治理,因地制宜,科学促进生态保护和修复的高质量发展。

4 结论

(1) 2001—2020年,陇东黄土高原产水量、粮食供给、土壤保持和固碳4种生态系统服务整体上都呈现上升趋势,空间上,部分区域表现为下降。粮食供给与产水量、土壤保持和固碳在空间上具有较高的空间分异性,产水量与土壤保持呈现高度协同

关系，粮食供给与固碳间权衡度表现为上升态势；固碳与产水量和土壤保持整体表现为弱协同关系，且两者间的权衡度有下降趋势，说明协同关系在逐渐增强，土壤保持与固碳间的权衡度有上升趋势。生态系统服务的空间变化较为准确地反映了区域生态系统的发展过程，在区域生态管理过程中，应在考虑整体优化的情况下对于局部区域特征因地制宜，推动生态治理精细化。

（2）自然因素对生态系统服务权衡度的解释力大于人为因素，降水是陇东黄土高原生态系统服务权衡度的关键驱动因子，GDP与人口密度次之。生态系统服务权衡度的驱动因素不仅仅受到单个因素的影响，是多个驱动因子共同作用的结果。在未来生态系统管理过程中，应兼顾区域发展以及气候、地貌等多重因素对生态系统服务权衡效应的影响，制定系统化管理政策。

参考文献（References）

[1] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Ecological Economics, 1998, 25(1): 3-15.

[2] 董彭蓓, 任宗萍, 李鹏, 等. 土地利用变化下宁夏生态系统服务权衡协同关系研究[J]. 干旱区研究, 2024, 41(6): 1032-1044. [Dong Pengbei, Ren Zongping, Li Peng, et al. Ecosystem services trade-offs and synergies drived by landuse changes in Ningxia[J]. Arid Zone Research, 2024, 41(6): 1032-1044.]

[3] 杨帆, 张丽雪, 石琳. 沿海防护林体系建设工程区生态系统服务权衡/协同及驱动力[J]. 生态学报, 2023, 43(23): 9952-9966. [Yang Fan, Zhang Lixue, Shi Lin. Trade-off/synergy and driving force analysis of ecosystem services in the Coastal Shelter Forest System Construction Project region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(23): 9952-9966.]

[4] 荔童, 梁小英, 张杰, 等. 基于贝叶斯网络的生态系统服务权衡协同关系及其驱动因子分析——以陕北黄土高原为例[J]. 生态学报, 2023, 43(16): 6758-6771. [Li Tong, Liang Xiaoying, Zhang Jie, et al. Ecosystem service trade-off and synergy relationship and its driving factor analysis based on Bayesian belief network: A case study of the Loess Plateau in northern Shaanxi Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(16): 6758-6771.]

[5] Brauman K A, Daily G C, Duarte T K, et al. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services[J]. Annual Review of Environment and Resources, 2003, 32(1): 67-98.

[6] Firbank, L, Bradbury R B, McCracken D I, et al. Delivering multiple ecosystem services from enclosed farmland in the UK[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2013, 166: 65-75.

[7] Yang G F, Ge Y, Xue H, et al. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban-rural complexes[J]. Landscape and Urban Planning, 2015, 136: 110-121.

[8] 徐铭璟, 冯强, 吕萌. 生态系统服务权衡及其影响因素——以黄河流域山西段为例[J]. 干旱区研究, 2024, 41(3): 467-479. [Xu Mingjing, Feng Qiang, Lü Meng. Tradoffs of ecosystem services and their influencing factors: A case study of the Shanxi section of the Yellow River Basin[J]. Arid Zone Research, 2024, 41(3): 467-479.]

[9] Xu S N, Liu Y F, Wang X, et al. Scale effect on spatial patterns of ecosystem services and associations among them in semi-arid area: A case study in Ningxia Hui Autonomous Region, China[J]. Science of the Total Environment, 2017, 598: 297-306.

[10] Liu J M, Pei X T, Zhu W Y, et al. Scenario modeling of ecosystem service trade-offs and bundles in a semi-arid valley basin[J]. Science of the Total Environment, 2023, 896: 166413, doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.166413.

[11] Li B Y, Chen N C, Wang Y C, et al. Spatio-temporal quantification of the trade-offs and synergies among ecosystem services based on grid-cells: A case study of Guanzhong Basin, NW China[J]. Ecological Indicators, 2018, 94: 246-253.

[12] Pan J H, Wei S M, Li Z. Spatiotemporal pattern of trade-offs and synergistic relationships among multiple ecosystem services in an arid inland river basin in NW China[J]. Ecological Indicators, 2020, 114: 106345, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106345.

[13] Zhao T, Pan J H. Ecosystem service trade-offs and spatial non-stationary responses to influencing factors in the Loess hilly-gully region: Lanzhou City, China[J]. Science of the Total Environment, 2022, 846: 157422, doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157422.

[14] 杨艳芬, 王兵, 王国梁, 等. 黄土高原生态分区及概况[J]. 生态学报, 2019, 39(20): 7389-7397. [Yang Yanfen, Wang Bing, Wang Guoliang, et al. Ecological regionalization and overview of the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(20): 7389-7397.]

[15] 李宏峰. 陇东黄土高原丘陵沟壑区生态屏障建设问题研究[J]. 农业科技与信息, 2017(2): 32-33. [Li Hongfeng. Research on the construction of ecological barriers in the hilly and gully areas of the Longdong Loess Plateau[J]. Agricultural Science-Technology and Information, 2017(2): 32-33.]

[16] Huo A D, Yang L, Luo P P, et al. Influence of landfill and land use scenario on runoff, evapotranspiration, and sediment yield over the Chinese Loess Plateau[J]. Ecological Indicators, 2021, 121: 107208, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.107208.

[17] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925.

[18] Liu H, Jiang D, Yang X, et al. Spatialization approach to 1 km grid GDP supported by remote sensing[J]. Geo-information Science, 2005, 7: 120-123.

[19] Zhang L, Hickel K, Dawes W R, et al. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration[J]. Water Resources Research, 2004, 40(2): W02502, doi: 10.1029/2003WR002710.

[20] Potter C S, Randerson J T, Field C B, et al. Terrestrial ecosystem production: A process model based on global satellite and surface data[J]. Globe Biogeochemical Cycles, 1993, 7(4): 811-841.

[21] Parysow P, Wang G X, Gertner G, et al. Spatial uncertainty analysis for mapping soil erodibility based on joint sequential simulation[J]. Catena, 2003, 53(1): 65-78.

[22] Griffin M L, Beasley D B, Fletcher J J, et al. Estimating soil loss on topographically non-uniform field and farm units[J]. Journal of Soil Water Conservation, 1988, 43: 326-331.

[23] Xu L F, Xu X G, Meng X W. Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with information diffusion model: A case study of Bohai Rim, China[J]. Catena, 2013, 100: 74-82.

[24] Wang Z Y, Lechner A M, Yang Y J, et al. Mapping the cumulative impacts of long-term mining disturbance and progressive rehabilitation on ecosystem services[J]. Science of the Total Environment, 2020, 717: 137214, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137214.

[25] Bennett E M, Peterson G D, Gordon L J. Understanding relationships among multiple[J]. Ecosystem Services, 2009, 12(12): 1394-1404.

[26] Su C H, Fu B J, He C S, et al. Variation of ecosystem services and human activities: A case study in the Yanhe Watershed of China [J]. Acta Oecologica, 2012, 44: 46-57.

[27] Fan Y T, Gan L, Hong C Q, et al. Spatial identification and determinants of trade-offs among multiple land use functions in Jiangsu Province, China[J]. Science of the Total Environment, 2021, 772: 145022, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145022.

[28] Bradford J B, D'Amato A W. Recognizing trade-offs in multi-objective land management[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012, 10(4): 210-216.

[29] Lu N, Fu B J, Jin T T, et al. Trade-off analyses of multiple ecosystem services by plantations along a precipitation gradient across Loess Plateau landscapes[J]. Landscape Ecology, 2014, 29(10): 1697-1708.

[30] Feng Q, Zhao W W, Hu X P, et al. Trading-off ecosystem services for better ecological restoration: A case study in the Loess Plateau of China[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 257: 120469, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120469

[31] Huang F X, Zuo L Y, Gao J B, et al. Exploring the driving factors of trade-offs and synergies among ecological functional zones based on ecosystem service bundles[J]. Ecological Indicators, 2023, 146: 109827, doi: 10.1016/j.ecolind.2022.109827.

[32] Wu X T, Wang S, Fu B J, et al. Land use optimization based on ecosystem service assessment: A case study in the Yanhe Watershed[J]. Land Use Policy, 2018, 72: 303-312.

[33] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器:原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116-134. [Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116-134.]

[34] 兰永真, 孙特生, 李韦韦. 陇东黄土高原农田生态系统服务及其权衡协同关系[J]. 农业工程学报, 2023, 39(12): 236-244. [Lan Yongzhen, Sun Tesheng, Li Weiwei. Trade-offs and synergies of farmland ecosystem services in Loess Plateau: A case study of Longdong region, northwest China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2023, 39(12): 236-244.]

[35] 张鑫, 张丹, 张广森, 等. 关中平原城市群生态系统服务时空特征及生态功能区划分[J]. 干旱区地理, 2024, 47(9): 1587-1595. [Zhang Xin, Zhang Dan, Zhang Guangsen, et al. Spatial and temporal characteristics of ecosystem services and ecological function areas in Guanzhong Plain urban agglomeration[J]. Arid Land Geography, 2024, 47(9): 1587-1595.]

[36] Zhang J X, Wang Y F, Sun J, et al. Trade-offs and synergies of ecosystem services and their threshold effects in the largest tableland of the Loess Plateau[J]. Global Ecology and Conservation, 2023, 48: e02706, doi: 10.1016/j.gecco.2023.e02706.

[37] Su C H, Fu B J. Evolution of ecosystem services in the Chinese Loess Plateau under climatic and land use changes[J]. Global and Planetary Change, 2013, 101: 119-128.

[38] 汪仕美, 靳甜甜, 燕玲玲, 等. 子午岭区生态系统服务权衡与协同变化及其影响因素[J]. 应用生态学报, 2022, 33(11): 3087-3096. [Wang Shimei, Jin Tiantian, Yan Lingling, et al. Trade-off and synergy among ecosystem services and the influencing factors in the Ziwuling Region, northwest China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(11): 3087-3096.]

[39] 陈田田, 黄强, 王强. 基于地理探测器的喀斯特山区生态系统服务关系分异特征及驱动力解析——以贵州省为例[J]. 生态学报, 2022, 42(17): 6959-6972. [Chen Tiantian, Huang Qiang, Wang Qiang. Differentiation characteristics and driving factors of ecosystem services relationships in karst mountainous area based on geographic detector modeling: A case study of Guizhou Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(17): 6959-6972.]

[40] Jiang C, Zhang H Y, Zhang Z D. Spatially explicit assessment of ecosystem services in China's Loess Plateau: Patterns, interactions, drivers, and implications[J]. Global and Planetary Change, 2018, 161: 41-52.

Effects and driving factors of ecosystem service trade-offs in the Longdong Loess Plateau, China

HUANG Xueyu[1,2], XIU Lina[1,2], LU Zhixiang[3]

(1. College of Geography and Environmental Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, Gansu, China; 2. Key Laboratory of Resource Environment and Sustainable Development of Oasis, Gansu Province, Lanzhou 730070, Gansu, China; 3. Key Laboratory of Ecohydrology of Inland River Basin/Gansu Qilian Mountains Ecology Research Center, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, Gansu, China)

Abstract: Quantifying spatial and temporal changes in ecosystem services and analyzing trade-offs and influencing factors are essential for restoring regional ecological functions. This study focuses on the Longdong Loess Plateau of Gansu Province, China, evaluating four key ecosystem services: water yield, grain provision, soil conservation, and carbon sequestration. The assessment was conducted using the InVEST model, and the Sen + Mann-Kendall method was applied to analyze spatial and temporal change trends of ecosystem services from 2001 to 2020. Trade-off effects among ecosystem services were quantified through correlation analysis and root mean square deviation. Additionally, the geodetector method was used to explore the driving factors of these trade-offs. The findings indicated that: (1) Over the past 20 years, water yield, grain provision, and soil conservation in the Longdong Loess Plateau showed no significant increases, while carbon sequestration demonstrated a notable upward trend. (2) Trade-off effects among ecosystem services exhibited spatial variation. Trade-offs between water yield and grain provision were primarily concentrated in the southeastern region of the Longdong Loess Plateau, while trade-offs between grain provision and soil conservation were distributed in the southern region of the Longdong Loess Plateau, and the degree of trade-offs declined over time. The trends of the degree of trade-offs between grain provision and carbon sequestration showed significant regional increases. (3) The trade-off effects of ecosystem services were influenced by a combination of natural and human factors, with annual precipitation identified as the primary driver. This study provides a scientific basis for regional ecological planning and strategies to enhance ecosystem service quality by addressing trade-off effects.

Key words: trends analysis; trade-offs/synergy; root mean square deviation; geodetector; Longdong Loess Plateau